

Investigación

Marull, J. y Mallarach, J.M.. 2002. La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona. *Ecosistemas* 2002/2 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion6.htm>)

La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona

Joan Marull¹ y Josep M. Mallarach²


¹ **Barcelona Regional. Zona Franca. Edifici Z. Carrer 60, 25-27 08040 Barcelona.**

² **Fundació d'Estudis Superiors d'Olot Av. Anselm Clavé, 7 17800 Olot.**

Se ha realizado un estudio sobre la conectividad ecológica del Área Metropolitana de Barcelona (AMB), basado en una metodología de tipo paramétrico, sustentada en el análisis topológico de un nuevo mapa de usos del suelo, formalizada íntegramente en lenguaje matemático y desarrollada con la ayuda de sistemas de información geográfica. El modelo utilizado genera una diagnosis de la conectividad ecológica de los ecosistemas terrestres del AMB, basada en unas áreas ecológicas funcionales y un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento que incluye el efecto modelizado de las barreras antropogénicas, considerando el tipo de barrera, la distancia a la que se encuentra y el uso de suelo afectado. Se han definido tres índices compuestos denominados, respectivamente, Índice de Conectividad Ecológica (ICE) - con tres variantes -, Índice de Afectación de las Barreras (IAB) e Índice de Fragmentación Ecológica (IFE). El interés práctico de este modelo radica en que no solo describe la situación actual, sino que permite predecir la que resultaría de diversos escenarios, de forma que tiene una aplicación directa en la evaluación estratégica de impacto ambiental..

Introducción

El Área Metropolitana de Barcelona (AMB) es una de las zonas más urbanizadas de Europa. Con una superficie de 3.200 km² y 4,2 millones de habitantes, tiene actualmente una densidad de 1.300 habitantes por km². Sin embargo, todavía mantiene espacios naturales de gran interés y una notable diversidad ecológica y paisajística, que incluye más de 40 hábitats de interés comunitario. No ha de extrañar, por lo tanto, que según la Agencia Europea del Medio Ambiente el AMB sea uno de los territorios de la UE donde se concentran más presiones e impactos ambientales.

Desde que en 1972 se declaró, por iniciativa de la Diputación de Barcelona, el Parque Natural de Sant Llorenç del Munt (el primero de España), se han ido protegiendo diferentes espacios naturales. Actualmente, el 20% del AMB está cubierta por espacios que disponen de un grado variable de protección ([Mapa 1](#) ), desde la extensa Reserva de la Biosfera y Parque Natural del Montseny hasta las pequeñas reservas naturales del delta del Llobregat. Se trata, no obstante, de un sistema de espacios naturales protegidos discreto, mayoritariamente situado en zonas montañosas y forestales, cuyas superficies están cada vez más aisladas entre sí debido a la expansión urbano-industrial que se extiende sobre todo por valles y llanuras.

A pesar de las directrices del Plan General Territorial de Catalunya de 1995 para proteger los conectores ecológicos entre los espacios naturales protegidos por el Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) de 1992, la ausencia de un Plan Territorial Metropolitano no ha permitido establecer todavía una red ecológica funcional, mientras que los planes urbanísticos vigentes tampoco consideran, en la práctica, este

aspecto. Por esto, casi todos los espacios naturales protegidos de las sierras litorales, como el Parque de Collserola o el de Corredor-Montnegre, se están convirtiendo en islas biológicas, al tiempo que miles de espacios naturales relictos de los valles, con sus poblaciones correspondientes, se están quedando aislados por el crecimiento urbano difuso y la proliferación de las infraestructuras.

Es bien sabido que los espacios naturales protegidos aislados, por bien diseñados y gestionados que estén, resultan insuficientes para conservar la biodiversidad y para cumplir muchas otras funciones ecológicas y sociales importantes (Forman y Gordon, 1986). Además, diversos estudios han puesto de manifiesto que algunos de los componentes más importantes de la biodiversidad del AMB, como la avifauna amenazada o en peligro de extinción, no se concentran dentro de los actuales espacios naturales protegidos, sino justamente fuera de ellos, en paisajes agropecuarios en mosaico, como los de la Plana del Vallès (Pino *et al.*, 2000).

Como respuesta a los fenómenos de fragmentación de los ecosistemas surge la preocupación de mantener la conectividad ecológica entre los sistemas naturales. Por esta razón, numerosas estrategias y directivas nacionales e internacionales insisten en la necesidad de considerar los aspectos funcionales de los ecosistemas, especialmente la conectividad ecológica (Estrategia Global de Biodiversidad de 1992, Estrategia Paneuropea de diversidad biológica y paisajística de 1995, Estrategia de biodiversidad de la Comunidad Europea de 1998, etc.).

En el AMB la principal causa que explica la fragmentación de los espacios naturales es el vertiginoso crecimiento urbanístico que se ha dado, en forma dispersa, durante las últimas décadas. Desde 1972 hasta 1992 la ocupación urbana del suelo aumentó, de forma constante, de 22.000 ha hasta 46.000 ha (**Figura 1**), mientras que, en el mismo periodo, la población sólo aumentó un 7%, con una clara tendencia a la estabilización (**Figura 2**).

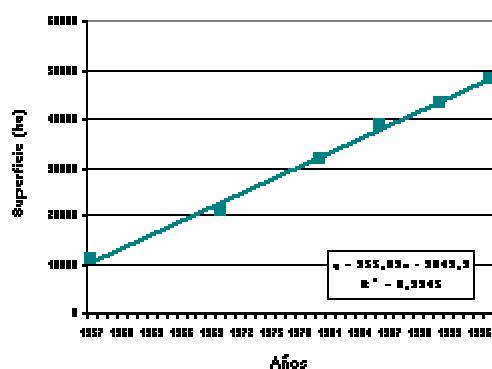


Figura 1. Evolución de la ocupación urbana del suelo

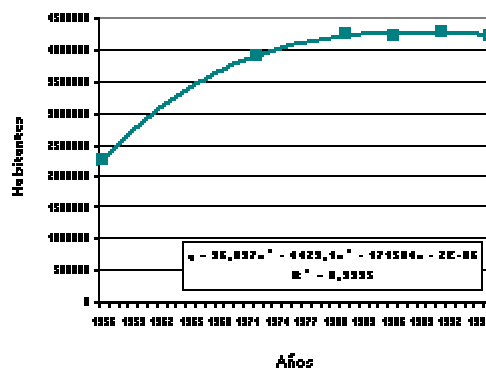


Figura 2. Evolución de la población residente

Según el último mapa de usos del suelo elaborado por Barcelona Regional, los usos urbanos e infraestructuras ocupaban en 1997 unas 58.000 ha (18% del AMB), de las cuales 22.000 ha correspondían a urbanizaciones. Por lo tanto, el ritmo de transformación de los espacios naturales, lejos de disminuir, continua siendo intenso, del orden de 1.000 ha/año, por lo que las presiones e impactos ambientales derivados del actual modelo de ocupación urbana del suelo, claramente insostenible, son cada vez mayores (Marull *et al.*, 2001).

Gran parte del crecimiento urbanístico del AMB se ha apoyado en planes deficientes (desde el punto de vista ecológico, por lo menos), cuando no se ha producido al margen del planeamiento. El antiguo Plan General Metropolitano de 1976 ha quedado completamente desvirtuado y superado. De la adición de los

164 planes urbanísticos de los municipios que configuran el AMB, resultan unas 18.500 ha más de superficie urbanizable, de modo que, si se ejecutaran los planes vigentes, la superficie urbanizada podría llegar a cubrir el 22% del AMB y afectar una superficie casi el doble de extensa. Este efecto es una consecuencia del actual modelo de ocupación del suelo, en el que predominan las consideraciones especulativas locales, muy por encima del interés común en el que se basan las valoraciones ambientales, las cuales, en la mayoría de los casos, operan en ámbitos supramunicipales.

En definitiva, las áreas urbanas, los asentamientos periurbanos y las infraestructuras que los conectan, segregan los espacios naturales del AMB en miles de fragmentos, cada vez más pequeños y desconectados los unos de los otros; unos espacios residuales que han perdido la mayor parte de sus funciones ecológicas. Las redes básicas (viaria, ferroviaria, eléctrica de alta tensión, gaseoductos, oleoductos, servicio y saneamiento de agua) ocupan cerca de 20.000 ha (6% del AMB). Por otra parte, los impactos provocados por los sistemas urbano-industriales y de transportes, como la emisión de contaminantes atmosféricos, ruidos, aguas residuales, vertido de residuos, etc., afectan negativamente todos los sistemas naturales del AMB (Mallarach, 2000).

Lamentablemente, aún falta mucho para que la integración de los criterios ecológicos en la planificación territorial, urbanística y sectorial se traduzca en hechos palpables en el AMB. La mayor parte de los crecimientos urbanísticos y de infraestructuras de los últimos años han seguido devorando los cada vez más escasos conectores ecológicos metropolitanos, acelerando una tendencia que avanza rápidamente en dirección opuesta a la que todas las directrices nacionales e internacionales coinciden en que sería necesario adoptar.

En el contexto anterior, el objetivo del presente trabajo consiste en desarrollar una metodología capaz de parametrizar los diferentes conceptos relacionados con la conectividad ecológica del AMB y que, por otra parte, sea aplicable en la planificación territorial y en la evaluación estratégica del impacto ambiental de planes y programas.

Metodología

El estudio realizado sobre la conectividad ecológica del AMB se basa en una metodología novedosa, de tipo paramétrico, sustentada en un análisis topológico de los usos del suelo, formalizada íntegramente en lenguaje matemático y desarrollada con la ayuda de sistemas de información geográfica. Los procesos informáticos incluyen estructura ráster o vectorial, en función de los objetivos del análisis.

La diagnosis de la conectividad ecológica se sustenta en unas áreas ecológicas funcionales y en un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento, que incluye el efecto modelizado de las barreras antropogénicas, considerando el tipo de barrera, la distancia a la que se encuentra y el uso del suelo afectado. Se han definido tres índices compuestos denominados, respectivamente, Índice de Conectividad Ecológica (con tres variantes), Índice de Afectación de las Barreras e Índice de Fragmentación Ecológica.

Esta metodología no requiere extensas bases de datos, sino sólo un mapa de usos de suelo de suficiente fiabilidad e información referente a elementos permeables a las barreras (puentes y túneles). Con pequeñas variaciones, pretende ser válida para cualquier ámbito territorial, en un contexto ecopaisajístico mediterráneo. Ha sido concebida para ser aplicada a escalas propias del planeamiento territorial (1:25.000 a 1:50.000). Para estudios de mayor detalle se precisan métodos diferentes, apoyados en datos empíricos complementarios. El tamaño de pixel es de 25 m².

La investigación realizada ha permitido la determinación de áreas ecológicas funcionales, la evaluación de la fragmentación de los espacios libres, el cálculo del efecto de las barreras antropogénicas en el espacio circundante y la diagnosis de la conectividad ecológica metropolitana (Marull *et al.*, 2002).

Áreas ecológicas funcionales

La definición de áreas ecológicas funcionales es un elemento básico en cualquier estudio riguroso sobre la conectividad de los sistemas naturales. Estas áreas determinan las superficies que, por sus características intrínsecas y contextuales, deben preservarse y relacionarse mediante una red de conectores que aseguren los flujos de materia, energía e información, indispensables para mantener su integridad. Por lo tanto, se entiende la "funcionalidad" como la capacidad de configurar superficies mínimas o áreas núcleo a conectar. En la **Tabla 1** se muestran algunas experiencias internacionales en la aplicación de este concepto (Jongmann, 1995).

Tabla 1. Dimensiones mínimas de los hábitats a conectar en diversos planes territoriales regionales o estatales.

Estado / Región	Plan Territorial	Hábitat	Superficie (ha) Ancho (m)
Países Bajos	Red ecológica nacional	Bosques caducifolios Núcleos de hábitat	50 - 250 ha
República Checa	Sistema territorial de estabilidad ecológica	Diversos sistemas naturales	10 - 50 ha 40 m
Región de Vlaanderen (Bélgica)	Groene Hoofdstructuur	Áreas núcleo	50 ha
Región metropolitana de Milwaukee, Wisconsin (EUA)	Environmental ecological corridors	Áreas forestales y zonas húmedas	40 - 162 ha
Eslovaquia	Sistema territorial de estabilidad ecológica y paisajística	Diversos sistemas naturales	10 ha - 50 ha 20 - 50 m

Por otra parte, la identificación de áreas ecológicas funcionales es crucial en el AMB ya que su protección podría mitigar la presión urbanística que sufren dichos hábitats, sobre todo en zonas agrícolas, al reconocer su valor para la biodiversidad y el paisaje. Este aspecto es especialmente relevante en ausencia de una planificación territorial sostenible, que ocasiona inevitablemente el aislamiento ecológico y la fragmentación de los espacios naturales. Dichas áreas ecológicas funcionales sobrepasan, en general, la mayoría de los espacios naturales protegidos del AMB, excepto algunas pequeñas reservas aisladas.

Para determinar áreas ecológicas funcionales sencillas se agrupan los usos del suelo con valor ecológico según su afinidad y, posteriormente, se realiza un análisis topológico en función de criterios de superficie mínima ($S_r = 50 - 200$ ha; según tipologías) y a continuación según la distribución estadística

de los polígonos según su tamaño considerando el umbral del 30% de estos. En este contexto, se define el "valor ecológico" como la potencialidad para configurar áreas ecológicas funcionales y, en consecuencia, se incluyen en esta categoría todos los usos del suelo que se pretenden conectar.

A continuación, se procede con un segundo análisis topológico a partir de las superficies que no han cumplido las condiciones para ser consideradas áreas sencillas, agrupándolas en mosaicos forestales o agrarios, siguiendo los mismos criterios que se han descrito anteriormente. Con las superficies restantes, se realiza un tercer análisis para identificar mosaicos agroforestales. Finalmente, las superficies que no han podido ser consideradas en ninguna de las clases de áreas ecológicas funcionales (simples o mosaicos), se clasifican como áreas ecológicas fragmentadas.

La incorporación de mosaicos como áreas ecológicas funcionales se ha considerado relevante, ya que reagrupa tipologías de usos del suelo que de otra manera no podrían ser consideradas (**Figura 3**). Además, permite incorporar hábitats agropecuarios que, según diversos estudios empíricos realizados en el AMB, han demostrado acoger una mayor biodiversidad y un número mucho mayor de especies protegidas para ciertos grupos faunísticos que la existente en áreas forestales cercanas incluidas en el sistema de espacios naturales protegidos (Pino *et al.*, 2000).

Notación	Descripción	S_r (ha)
C'_1	Bosques áreas húmedas	≥ 100
C'_2	Zonas húmedas	≥ 50
C'_3	Bosques áreas secas	≥ 200
C'_4	Arbustos y prados	≥ 200
C'_5	Cultivos leñosos regadío	≥ 50
C'_6	Cultivos herbáceos regadío	≥ 50
C'_7	Cultivos leñosos secano	≥ 100
C'_8	Cultivos herbáceos secano	≥ 50
C'_9	Mosaico forestal	≥ 150
C'_{10}	Mosaico agrícola	≥ 50
C'_{11}	Mosaico agroforestal	≥ 50

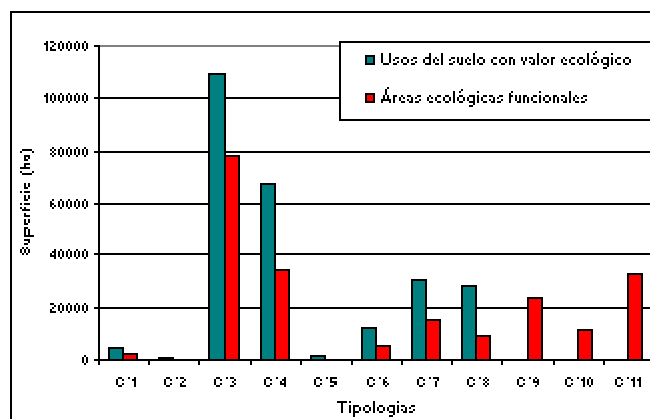



Figura 3. Áreas ecológicas funcionales (C'_r) obtenidas a partir de clases de usos del suelo con valor ecológico (C_r)

Se ha calculado que las áreas ecológicas funcionales ocupan el 65,25% del AMB, un valor bastante inferior al de los espacios con valor ecológico que se desea conectar (78,53%). El 34,75% restante incluye espacios artificiales (18,13%), superficies neutras o de interés especial para la conectividad (3,34%), así como áreas fragmentadas (13,28%). Las áreas ecológicas funcionales más extendidas son

los bosques secos de esclerófilas y aciculifolios (24,16%), seguidos por los mosaicos forestales y agroforestales, la suma de los cuales supera el 20%. Hay dos tipos de áreas ecológicas funcionales que destacan por su escasa representación: las zonas húmedas y los cultivos leñosos de regadío. Las zonas húmedas, con una superficie que cubre sólo el 0,03%, son el hábitat más escaso y amenazado del AMB.

La representación cartográfica de las áreas ecológicas funcionales ([Mapa 2](#) ) pone de manifiesto la situación predominante de las masas forestales en las sierras y las extensiones agrarias que ocupan básicamente los valles.

Índice de fragmentación ecológica

La fragmentación ecológica del AMB se ha analizado a partir de las áreas ecológicas aisladas por efecto de las barreras antropogénicas. No se consideran los espacios intersticiales entre infraestructuras lineales, que ocupan unas 980 ha (0.3% del AMB). Aunque hay espacios naturales protegidos de dimensiones superiores, incluidos en la categoría de áreas ecológicas funcionales, que también padecen aislamiento ecológico (como el Parque de Collserola), los que aquí se consideran son únicamente los pequeños espacios fragmentados residuales, la superficie conjunta de los cuales alcanza un valor bastante elevado (**Figura 4**), unas 12.882 ha (3,97%).

Notación	Descripción
C ₁	Bosques áreas húmedas
C ₂	Zonas húmedas
C ₃	Bosques áreas secas
C ₄	Arbustos y prados
C ₅	Cultivos leñosos regadío
C ₆	Cultivos herbáceos regadío
C ₇	Cultivos leñosos secano
C ₈	Cultivos herbáceos secano

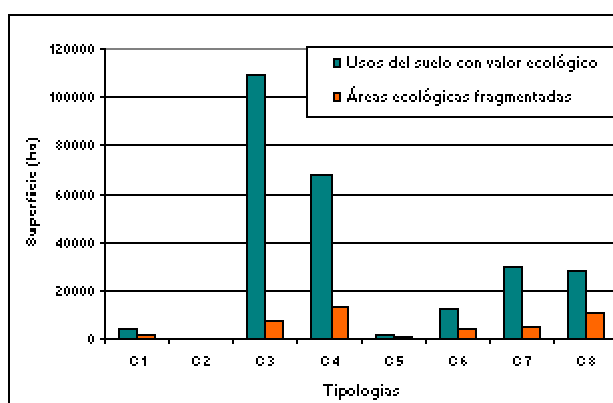


Figura 4. Áreas ecológicas fragmentadas (C_r) en relación con las clases de usos del suelo con valor ecológico (C_r)

Los resultados muestran que más del 35,75% de las áreas ecológicas fragmentadas corresponde a arbustos y prados. Por lo tanto, se considera que, en general, las comunidades y especies asociadas a estos hábitats están muy relacionadas con los efectos de la fragmentación ecológica. Sin embargo, es evidente que esta relación no depende únicamente del grado de fragmentación, sino también de la sensibilidad de cada especie o comunidad al proceso de aislamiento.

Debido a la importancia de la fragmentación ecológica como parámetro de impacto ambiental a considerar en cualquier planeamiento territorial sostenible, se propone formalmente un Índice de Fragmentación Ecológica⁽¹⁾ (IFE), estrechamente relacionado con la conectividad entre sistemas naturales.

$$IFE = 10 (\mathcal{S}_y / \mathcal{S}_e)^{1/3}$$

IFE = Índice de Fragmentación Ecológica

\mathcal{S}_y = Superficie de las áreas ecológicas fragmentadas

\mathcal{S}_e = Superficie total de las clases de usos del suelo con valor ecológico

Se trata de una función potencial creciente (**Figura 5**), con una inflexión cercana al 10%, que se corresponde con un IFE = 4,64. Es decir, se considera una saturación de los valores a partir de una superficie aislada ecológicamente de una décima parte de la superficie total con valor ecológico ($\mathcal{S}_y = 0,1 \mathcal{S}_e$). El algoritmo opera con valores absolutos, considerando superficies globales, por lo que se trata de un índice apropiado para comparar ámbitos territoriales diferentes o series temporales de un mismo ámbito.

⁽¹⁾Acrónimo que sustituye al empleado para el Índice de Fragilidad Ecopaisajística (Atles Ambiental de l'Àrea de Barcelona, Editorial Ariel y Barcelona Regional, 2000), actualmente superado por un algoritmo biofísico denominado Índice de Vulnerabilidad del Territorio (IVT), del que son autores R. Folch y J. Marull (proyecto en elaboración).

El IFE ofrece una aproximación cuantitativa a la fragmentación ecológica del territorio, utilizando la metodología de análisis topológico propuesta en este estudio. No pretende sustituir otros índices de fragmentación similares muy útiles para otras aplicaciones (Mallarach, 1999), sino que se propone como una nueva herramienta específica para analizar la fragmentación de los espacios naturales en relación con la conectividad ecológica. En el caso del AMB, la aplicación del IFE muestra un grado medio de fragmentación ecológica (**Figura 5**).

IFE	Descripción
0	No fragmentado
1-2	Fragmentación baja
3-4	Fragmentación media
5-6	Fragmentación alta
7-8	Fragmentación muy alta
9-10	Fragmentación extrema

$$IFE = 4$$

$$\mathcal{S}_y = 12.881,56 \text{ ha}$$

$$\mathcal{S}_e = 254.580,10 \text{ ha}$$

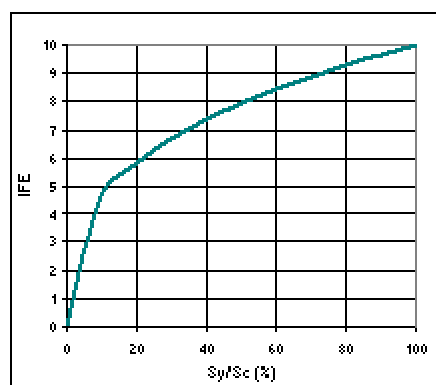



Figura 5. Aplicación del Índice de Fragmentación Ecológica (IFE) en el Área Metropolitana de Barcelona

En relación a la conectividad ecológica del área estudiada, un nivel medio de fragmentación ecológica, calculado mediante el IFE, puede producir un impacto muy considerable cuanto se combina con una distribución espacial asociada a las barreras antropogénicas ([Mapa 3](#) ) , debido a la progresiva degradación ambiental y paisajística de estos espacios.

Índice de afectación de las barreras

A partir de una clasificación ponderada de los usos del suelo que actúan como barrera a la conectividad ecológica se realiza un análisis de su afectación en el espacio, considerando los elementos permeables (túneles y puentes). El algoritmo que se propone para determinar el efecto de las barreras (zonas urbanizadas e infraestructuras, principalmente), se basa en un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento, que incorpora el peso de cada clase de barrera (**Tabla 2**) y una matriz de afectación potencial de los usos del suelo (**Tabla 3**).

Tabla 2. Clases de usos del suelo que actúan como barrera (B_s).

Notación	Descripción	Peso base (β_s)	$k_{s1}^{(1)}$	$k_{s2}^{(1)}$
B_1	Espacios ajardinados	$\beta_1 = 20$	$k_{11} = 11,100$	$k_{12} = 0,253$
B_2	Comunicaciones secundarias	$\beta_2 = 40$	$k_{21} = 22,210$	$k_{22} = 0,123$
B_3	Espacios acuáticos	$\beta_3 = 60$	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾
B_4	Comunicaciones principales	$\beta_4 = 80$	$k_{41} = 44,420$	$k_{42} = 0,063$
B_5	Espacios urbanos	$\beta_5 = 100$	$k_{51} = 55,520$	$k_{52} = 0,051$
(1) Constantes para caída logarítmica del 30% ($\alpha = 0.3$)			$\alpha = \mathcal{Y}_s (\beta_s / 2) / \beta_s$	
(2) Para $s = 3$ no hay afectación del espacio circundante			$\mathcal{Y}_3 = \beta_3$	

Tabla 3. Matriz de afectación potencial de los usos del suelo (\mathcal{N}_Λ).

Notación	Descripción	Clases que incluye	Coefficiente de afectación (\mathcal{A}_1) ⁽¹⁾	Valor de afectación (Λ_1)
\mathcal{N}_1	Neutros	$\mathcal{N}_1, \mathcal{N}_2$	$\mathcal{A}_1 = 1000 \text{ m}$	$\Lambda_1 = 0,10$
\mathcal{N}_2	Agrícolas	$\mathcal{C}_5, \mathcal{C}_6, \mathcal{C}_7, \mathcal{C}_8$	$\mathcal{A}_2 = 750 \text{ m}$	$\Lambda_2 = 0,13$
\mathcal{N}_3	Forestales	$\mathcal{C}_1, \mathcal{C}_2, \mathcal{C}_3, \mathcal{C}_4, \mathcal{E}_2$	$\mathcal{A}_3 = 500 \text{ m}$	$\Lambda_3 = 0,20$
\mathcal{N}_4	Barreras	B_1, B_2, B_3, B_4, B_5	$\mathcal{A}_4 = 250 \text{ m}$	$\Lambda_4 = 0,40$
\mathcal{N}_5	Conectores	\mathcal{E}_1	$\mathcal{A}_5 = 1 \text{ m}$	$\Lambda_5 = 100$

(1) α_1 define la distancia máxima afectada significativamente por tipología

$$\Lambda_n = \beta_5 / \alpha_n$$

El modelo aplica la función CostDistance (**cuadro anexo**) del programa ArcInfo y utiliza dos bases de datos: una superficie "origen" para cada clase barrera barrera (χ_{Bs} ; $s = 1...5$) y una superficie de "impedancia" procedente de la matriz de afectación potencial (χ_Λ). A partir de este proceso, se obtiene una distancia de costos ($\delta'_s = \beta_s - \delta_s$; donde $\beta_s - \delta_s \geq 0$; siendo δ_s = distancia de costos). Finalmente, se calcula el efecto de cada clase barrera en el espacio, en relación logarítmica con la distancia.

$$\mathcal{Y}_s = \beta_s - \kappa_{s1} \ln (\kappa_{s2} (\beta_s - \delta'_s) + 1)$$

β_s = Peso base de cada clase de barrera

κ_{s1} = Constante 1 por clase de barrera

κ_{s2} = Constante 2 por clase de barrera

δ'_s = Distancia de costos adaptada por clase barrera

El efecto barrera (\mathcal{Y}) se define como la suma de los efectos de las clases barrera obtenidas.

$$\mathcal{Y} = \sum_{s=1}^n \mathcal{Y}_s$$

A partir de la modelización computacional del efecto de las barreras, se propone formalmente un Índice de Afectación de las Barreras (IAB).

$$IAB = 10 (\mathcal{Y}_i / \mathcal{Y}_{\max})$$

IAB = Índice de Afectación de las Barreras

\mathcal{Y}_i = Valor del efecto barrera para cada píxel

\mathcal{Y}_{\max} = Valor máximo del efecto barrera

Se trata de un índice relativo ya que la conectividad ecológica y, por lo tanto, la afectación de las barreras, se consideran en relación a los sistemas naturales que se pretenden conectar. La distribución de valores se ajusta a una escala ordinal decimal. La aplicación del IAB (**Figura 6**) muestra que el 56.5% de la superficie del AMB tiene diferente grado de afectación.

IAB	Descripción
0	No afectado
1-2	Afectación baja
3-4	Afectación media
5-6	Afectación alta
7-8	Afectación muy alta
9-10	Afectación extrema

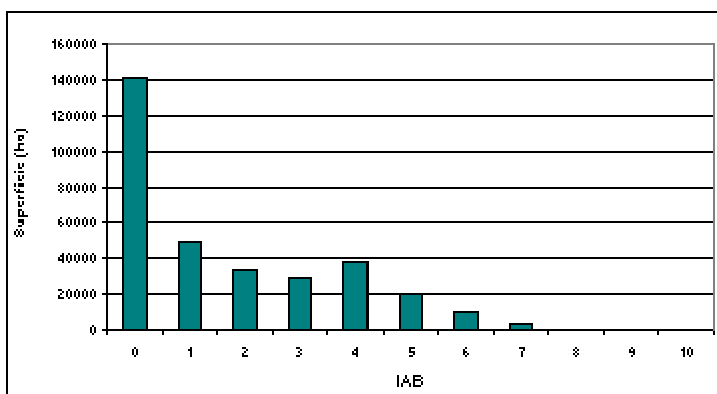


Figura 6. Aplicación del Índice de Afectación de la Barreras (IAB) en el Área Metropolitana de Barcelona

La cartografía resultante de aplicar el IAB ([Mapa 4](#)) muestra amplias zonas periféricas con espacios naturales poco afectados por las barreras, así como el importante efecto que éstas tienen en el aislamiento ecológico de las planicies del Vallès y diferentes espacios naturales protegidos, como el Parque de Collserola.

Índice de conectividad ecológica

El objetivo principal del estudio era desarrollar una metodología capaz de parametrizar la conectividad ecológica, con la finalidad de ser aplicada en la evaluación ambiental estratégica del planeamiento territorial. El algoritmo que se propone para determinar la conectividad ecológica entre sistemas naturales se basa en un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento. Este modelo considera las diferentes clases de áreas ecológicas funcionales y una superficie de impedancia de los usos del suelo que incorpora una matriz de afinidad potencial (**Tabla 4**) y el efecto de las barreras antropogénicas.

Tabla 4. Matriz de afinidad potencial de los usos del suelo por clase de área ecológica funcional (\mathcal{C}_i)

Notación	Descripción	\mathcal{C}_1	\mathcal{C}_2	\mathcal{C}_3	\mathcal{C}_4	\mathcal{C}_5	\mathcal{C}_6	\mathcal{C}_7	\mathcal{C}_8	\mathcal{C}_9	\mathcal{C}_{10}	\mathcal{C}_{11}
\mathcal{C}_1	Bosques húmedas áreas	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0,5	0,7	0,3	0,1	0,5
\mathcal{C}_2	Zonas húmedas	0,1	0	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,2	0,4	0,6
\mathcal{C}_3	Bosques secas áreas	0,2	0,3	0	0,1	0,5	0,7	0,4	0,6	0,3	0,1	0,5
\mathcal{C}_4	Arbustos y prados	0,3	0,4	0,1	0	0,6	0,7	0,2	0,5	0,2	0,1	0,3
\mathcal{C}_5	Cultivos leñosos regadío	0,4	0,5	0,5	0,6	0	0,1	0,2	0,3	0,2	0,3	0,1

\mathcal{C}_6	Cultivos herbáceos regadío	0,6	0,6	0,7	0,7	0,1	0	0,3	0,2	0,2	0,3	0,1
\mathcal{C}_7	Cultivos leñosos seco	0,5	0,7	0,4	0,2	0,2	0,3	0	0,1	0,2	0,3	0,1
\mathcal{C}_8	Cultivos herbáceos seco	0,7	0,8	0,6	0,5	0,3	0,2	0,1	0	0,2	0,3	0,1
\mathcal{B}_1	Espacios ajardinados	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
\mathcal{B}_2	Comunicaciones secundarias	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
\mathcal{B}_3	Espacios acuáticos	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
\mathcal{B}_4	Comunicaciones principales	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
\mathcal{B}_5	Espacios urbanos	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
\mathcal{E}_1	Corredores fluviales	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
\mathcal{E}_2	Espacios de transición	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
\mathcal{N}_1	Espacios muy alterados	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
\mathcal{N}_2	Espacios denudados	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nota: un análisis de sensibilidad demuestra diferencias no relevantes en el cálculo del ICE para una variación aleatoria de la matriz de afinidad \mathcal{M}_ζ de ± 0.3 .												
Nota: en el cálculo del ICE es muy significativa la superficie resultante del efecto de las barreras $\chi_{\mathcal{B}}$, mientras que la superficie de la matriz de afinidad χ_ζ incorpora matices de interés que justifican plenamente su elaboración.												

El modelo aplica la función CostDistance (**cuadro anexo**) del programa ArcInfo y utiliza dos bases de datos: una superficie "origen" para cada clase de área ecológica funcional funcional ($\chi_{\mathcal{C}_r}$; $r = 1...11$) y una superficie de "impedancia" resultado de aplicar el efecto de las barreras sobre la matriz de afinidad potencial ($\chi_{\mathcal{B}} = \chi_\zeta + \chi_{\mathcal{B}}$). De este modo se obtiene una distancia de costos adaptada por clase de área ecológica funcional ($\delta'_r \leq 20.000$; para evitar información no relevante o enmascaramiento de resultados). Finalmente, se calcula el valor de las sumas de las distancias de costos adaptadas.

$$r = n$$
$$x = \sum_{r=1} \delta'_r$$
$$r = 1$$

A partir del modelo computacional de la conectividad ecológica se propone un Índice de Conectividad Ecológica (ICE).

$$ICE = 10 - 9 (\text{Ln} (1 + (x_i - x_{\min})) / \text{Ln} (1 + (x_{\max} - x_{\min})))^3$$

ICE = Índice de Conectividad Ecológica (relativo)

x_i = Valor de la suma de la distancia de costos adaptada por píxel

x_{\min} = Valor mínimo de la suma de la distancia de costos adaptada

x_{\max} = Valor máximo de la suma de la distancia de costos adaptada

Se trata de un "índice de conectividad ecológica global", que incorpora en el cálculo la suma de los resultados de los modelos computacionales realizados para cada una de las clases de áreas ecológicas funcionales cartografiadas. Dado que el ICE es relativo (siempre se obtiene un valor que va del 1 a 10), permite identificar las zonas con mayor valor para la conectividad ecológica, por escaso que éste sea. Sin embargo, y por el mismo principio, el índice no puede ser utilizado para efectuar comparaciones entre distintos ámbitos territoriales o series temporales.

Al ser un índice relativo, el ICE sobrevalora los ámbitos territoriales que presentan una fragmentación ecológica alta, como es el caso del AMB (**Figura 7**), de forma que se consideran superficies con un valor objetivo escaso como únicas alternativas de conexión entre áreas ecológicas funcionales.

ICE	Descripción	Área (ha)	Área (%)
1	Sin conectividad	85850,74	26,48
2	Conectividad baja	73451,92	22,66
3		60824,50	18,76
4	Conectividad moderada	37587,52	11,59
5		31960,06	9,86
6	Conectividad alta	25012,53	7,72
7		8008,14	2,47
8	Conectividad muy alta	1431,18	0,44
9		55,00	0,02
10		5,11	0,00
Total		324186,70	100,00

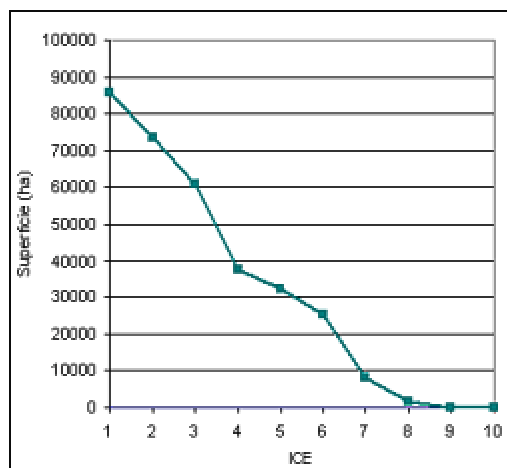



Figura 7. Aplicación del Índice de Conectividad Ecológica (ICE) en el Área Metropolitana de Barcelona.

La representación cartográfica del ICE ([Mapa 5](#) ) facilita una imagen de la conectividad entre los ecosistemas terrestres del AMB. Se observa claramente la incidencia de las barreras (valores mas bajos), la relevancia de la orografía (valores más altos), el problema actual del aislamiento ecológico (distribución en mosaico de los valores medios y altos) y, finalmente, la importancia de los conectores fluviales para unir las grandes áreas naturales que todavía quedan en el territorio metropolitano.

A partir de un caso particular del índice (cuando: $x_{\min} = 0$, $x_{\max} = x_t$), se obtiene un nuevo algoritmo denominado "índice de conectividad ecológica básico", válido para calcular la conectividad entre clases de áreas ecológicas funcionales segregadas.

$$ICE_b = 10 - 9 \left(\ln(1 + x_1) / \ln(1 + x_t) \right)^3$$

ICE_b = Índice de Conectividad Ecológica (básico)

x_1 = Valor de la distancia de costos por píxel

x_t = Valor máximo teórico de la distancia de costos

El ICE_b alcanza un valor de 1 a 10 (o cercano), y puede aportar información relevante para estudiar problemas de conectividad entre áreas ecológicas concretas o comparar ámbitos territoriales diferentes, dado que no se obtiene en función de una distribución particular de valores.

Finalmente, de este caso particular se desprende otra aplicación, el "índice de conectividad ecológica absoluta", que incorpora todas clases de áreas ecológicas funcionales existentes en un ámbito territorial concreto y se obtiene mediante la suma de todos los ICE_b .

$$ICE_a = \sum ICE_b / m$$

ICE_a = Índice de Conectividad Ecológica (absoluto)

ICE_b = Índice de Conectividad Ecológica (básico)

m = Número de clases de áreas ecológicas funcionales consideradas

Dicho índice alcanza unos niveles que se ajustan a un valor de conectividad ecológica "objetivo", con un rango que, en general, alcanzará valores sensiblemente inferiores a 10, por lo que resulta útil para comparar ámbitos territoriales diferentes, evaluar el impacto de distintas opciones de planeamiento y definir pautas en la planificación territorial.

Debido a que el AMB es, en conjunto, un territorio muy fragmentado, los valores obtenidos al aplicar el ICEa son bastante bajos (**Figura 8**), destacando, como era de esperar, la ausencia de áreas con una conectividad ecológica muy alta, así como la escasísima superficie que goza de conectividad ecológica alta (0,16%).

ICEa	Descripción	Área (ha)	Área (%)
1	Sin conectividad	98785,44	30,47
2	Conectividad baja	66607,77	20,55
3		63339,31	19,54
4	Conectividad moderada	74874,35	23,10
5		20074,30	6,19
6	Conectividad alta	505,53	0,16
7		0,00	0,00
8	Conectividad muy alta	0,00	0,00
9		0,00	0,00
10		0,00	0,00
Total		324186,70	100,00

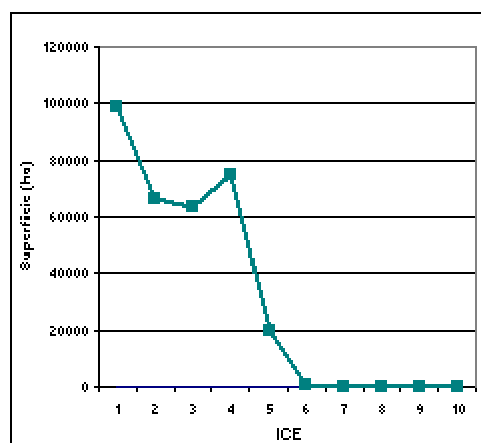


Figura 8. Aplicación del ICEa en el Área Metropolitana de Barcelona.

En definitiva, el ICE proporciona valores relativos que cubren todo el rango posible de valores y resulta en una gráfica cercana a una función lineal descendente. Genera una proporción importante de valores medios a altos (ICE=4-7) y también una pequeña proporción de valores altos (ICE=8-10). Se trata de un índice "optimista", en el sentido de que valora las alternativas de conexión entre los sistemas naturales, por débiles que éstas sean, desde un punto de vista posibilista.

En cambio, el ICEa complementa al ICE ya que facilita valores absolutos que alcanzan un máximo en función de la conectividad objetiva del ámbito de estudio ($ICE_{a_{max}} = 6$ para el AMB), lo que se traduce en una gráfica cercana a una función exponencial descendente. Genera una proporción importante de valores bajos a medios (ICE= 2-5) y casi ningún valor alto o muy alto (ICE=6-10). En consecuencia, facilita una aproximación más "realista" del estado actual de la conectividad ecológica.

Una vez desarrollada la metodología necesaria, actualmente se está trabajando en la evaluación del impacto potencial del planeamiento urbanístico vigente sobre la conectividad ecológica (escenario de

tendencias) y en la elaboración de una propuesta de conectividad ecológica para un futuro planeamiento territorial del AMB (escenario sostenible), la cual incorporará la identificación de puntos vulnerables o con potencial de restauración.

Conclusiones

A pesar de la cantidad de trabajos realizados sobre diversos aspectos del medio físico y natural y el funcionamiento de los ecosistemas terrestres del AMB, este es el primero que examina, a una escala útil para la planificación territorial, los procesos de fragmentación y la conectividad ecológica para el conjunto del AMB, una de las regiones más densamente pobladas y sometida a más presiones e impactos medioambientales de Europa.

El interés práctico de la metodología desarrollada se basa en que no sólo describe la situación actual, sino que permite predecir la que resultaría de diversos escenarios (tendencias, propuestas alternativas, etc.), de forma que tiene una aplicación directa en la evaluación estratégica del impacto ambiental. Por esta razón, el modelo y sus aplicaciones se ofrecen para ser integrados en la elaboración de un futuro Plan Territorial Metropolitano de Barcelona y demás planeamiento territorial derivado, así como en las Directrices estratégicas de conectividad ecológica y paisajística de Catalunya, aunque su aplicación se quiere extender a otras regiones mediterráneas.

Por otra parte, la futura disponibilidad de información sobre los ecosistemas fluviales, como la aplicación de los índices BILL o QBR (Prat y Ward, 1994) a una escala apropiada para el planeamiento territorial, permitiría integrar esta dimensión en el modelo elaborado, lo cual sería especialmente interesante ya que los conectores fluviales son los que presentan un mayor potencial de restauración (Vendrell *et al.*, 1995).

La incorporación de la evaluación estratégica del impacto ambiental en el planeamiento territorial, urbanístico y de infraestructuras ofrece una serie de dificultades metodológicas propias, muy diferenciadas de las que plantea la de proyectos y obras. Existe una considerable experiencia internacional en esta materia, que ha sido objeto de diversos debates en congresos y reuniones internacionales realizados durante los últimos años (Verheyen, 1998), con escasa incidencia en España. Sin embargo, la aprobación de la directiva 2001/42/CE en junio pasado, ofrece un gran potencial para cambiar progresivamente esta situación e incorporar, de forma más efectiva, los criterios ambientales en los planes y programas sectoriales con mayor incidencia en la conservación de los espacios naturales protegidos y la biodiversidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen la colaboración de Manuela García (Universidad de Barcelona), Guillem Terradas y José M. Pérez (Geodat@) y Joana Llinàs (Barcelona Regional), sin la participación de los cuales este trabajo no hubiese sido posible. Asimismo, han sido de gran utilidad los comentarios y aportaciones de Ramón Folch (ERF) y Ferran Rodà (CREAF).

Referencias

- Forman, R.T. y M. Gordon. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons. New York.
- Jongmann, R.H.G. 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* 32: 169-183.
- Kubes, J. 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the "territorial system of ecological stability". *Landscape and Urban Planning* 35: 231-240.
- Mallarach, J.M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Quaderns del Departament de Medi Ambient, 2. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. Barcelona.
- Mallarach, J.M. 2000. Importància dels connectors ecològics a l'àmbit metropolità de Barcelona. Notes. Monogràfic: *Les ciutats emergents* 14: 41-56. Centre d'Estudis Molletans.
- Marull, J. et al. 2001. *Mapa d'usos del sòl de l'Àrea Metropolitana de Barcelona*. Barcelona Regional. Informe inédito.
- Marull, J. et al. 2002. *La connectivitat ecològica a l'Àrea Metropolitana de Barcelona. Desenvolupament conceptual i metodològic. Avaluació i propostes per a la planificació territorial*. Barcelona Regional. Informe inédito.
- Pino, J. et al. 2000. Landscape structure and bird species richness: Implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning* 49: 35-48.
- Prat, N. y Ward, J.V. 1994. The tamed river, in Margalef, R (ed) *Limnology Now; a Paradigm for Planetary Problems*: 219-230. Elsevier Science.
- Vendrell, J. et al. 1995. La recuperación de los ámbitos fluviales metropolitanos de Barcelona. *O.P.* 26: 48-61.
- Verheyen, R.F. 1998. *Methodology, focalization, evaluation and scope of environmental impact assessment*. UK Department of the Environment, Transports and the Regions. Fifth Report on Strategic Environmental Assessment in Landuse Planning. NATO Report 218.

Cuadro anexo. Explicación de la distancia de costos de desplazamiento utilizada en el modelo computacional.

El algoritmo realiza una búsqueda del camino que comunica las zonas seleccionadas con un costo acumulado menor (suma los costos de las celdas por donde pasa el trayecto). Se emplea la representación de *nodo* / *link*, donde el centro de cada celda (o píxel) se considera un *nodo* conectado por *links* a las celdas adyacentes. De este modo, cada *link* tiene una impedancia asociada que se deriva de los costos de cada celda y de la dirección del movimiento. El costo del movimiento desde un *nodo* hasta uno de sus vecinos es el siguiente:

Movimiento horizontal:

$$A1 = \frac{\text{Costo1} + \text{Costo2}}{2} ; A2 = \frac{\text{Costo2} + \text{Costo3}}{2} ; \text{Costo acumulado} = A1 + A2$$

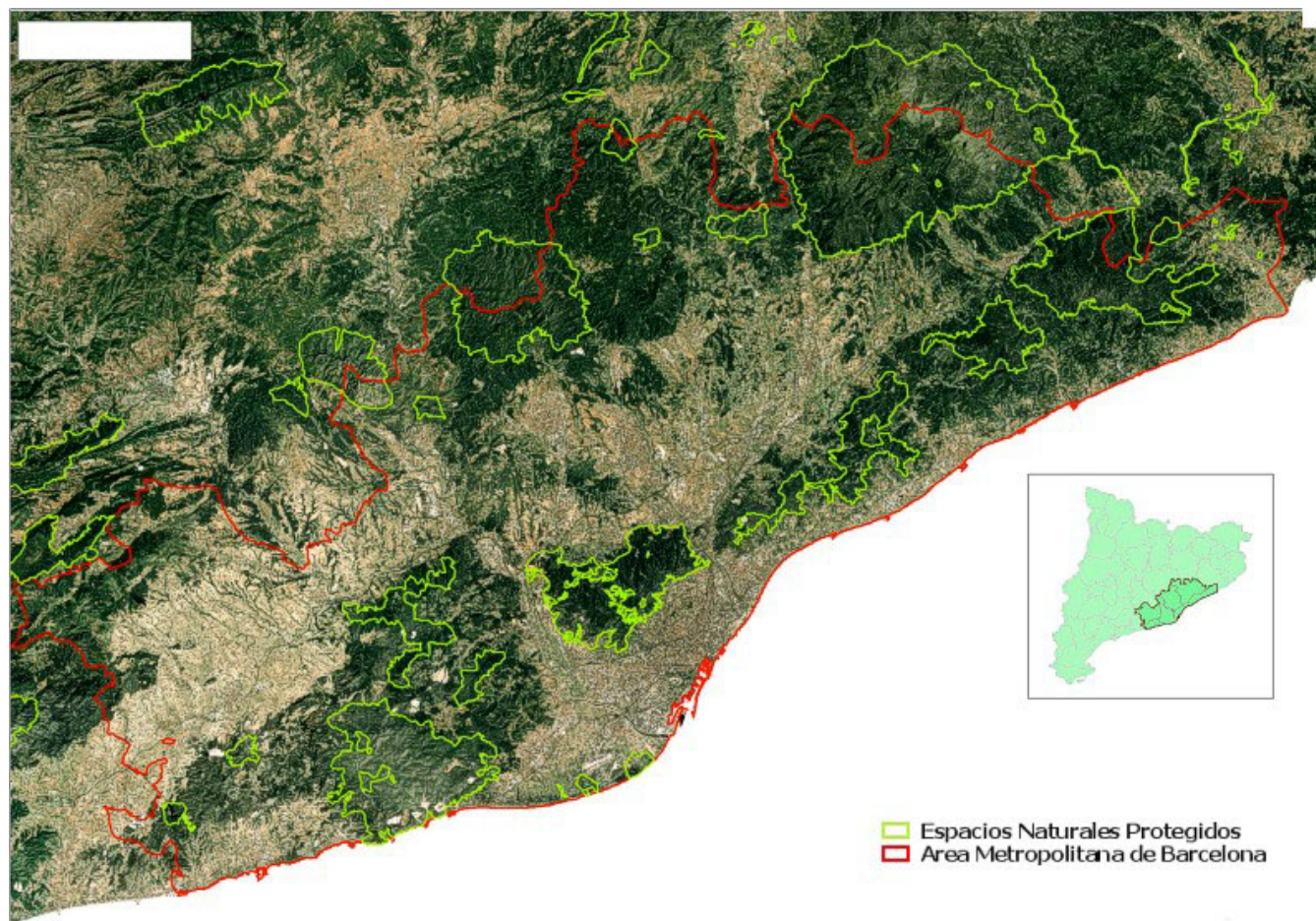
Movimiento diagonal:

$$A1 = \sqrt{2} \frac{\text{Costo1} + \text{Costo2}}{2} ; A2 = \sqrt{2} \frac{\text{Costo2} + \text{Costo3}}{2} ; \text{Costo acumulado} = A1 + A2$$

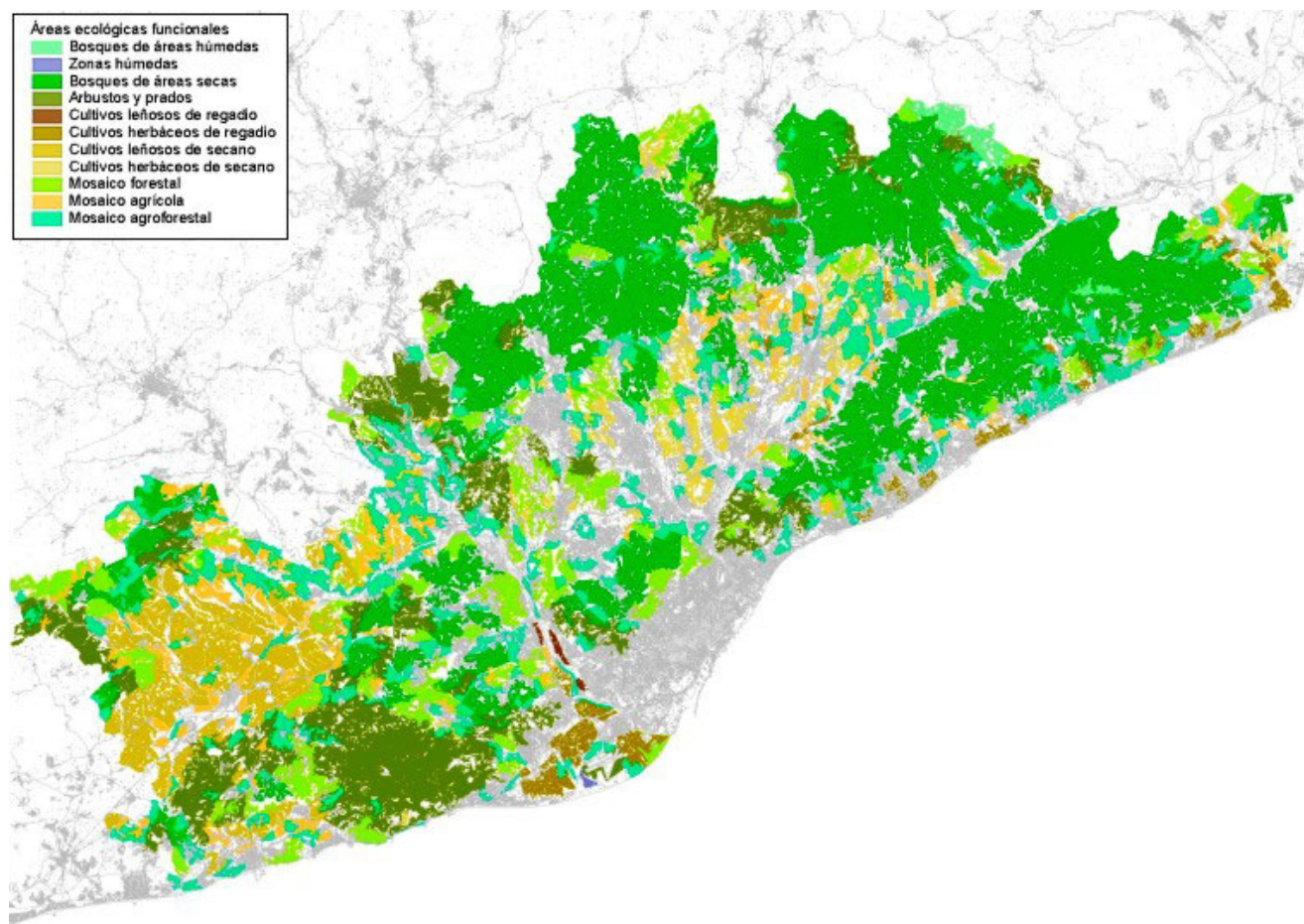
Extrapolando al caso genérico de unir dos puntos cualesquiera de la superficie, encontramos múltiples caminos que los conectan. Estos caminos (C_n ; $n = 1, 2, 3, \dots$) tienen costos diferentes según las celdas (p_m) que atraviesan:

$$\text{Costo}(C_n) = \sum_{m=1}^{n-1} \text{Costo}(p_m); \text{ donde } p_1, \dots, p_n \subset C_n$$

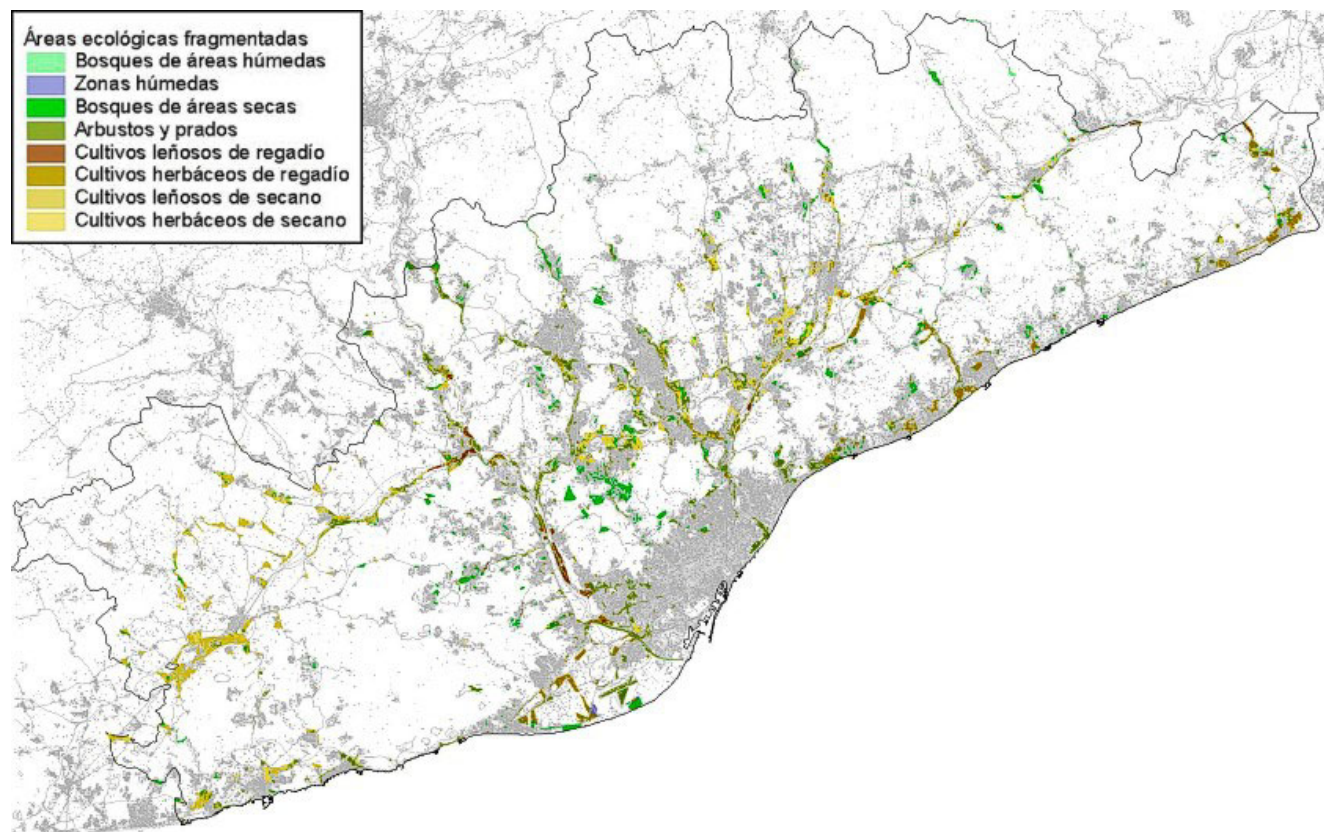
De todos los caminos posibles asociados a un determinado píxel, a la superficie final de costos se le asigna el valor obtenido por el camino de mínimo costo.



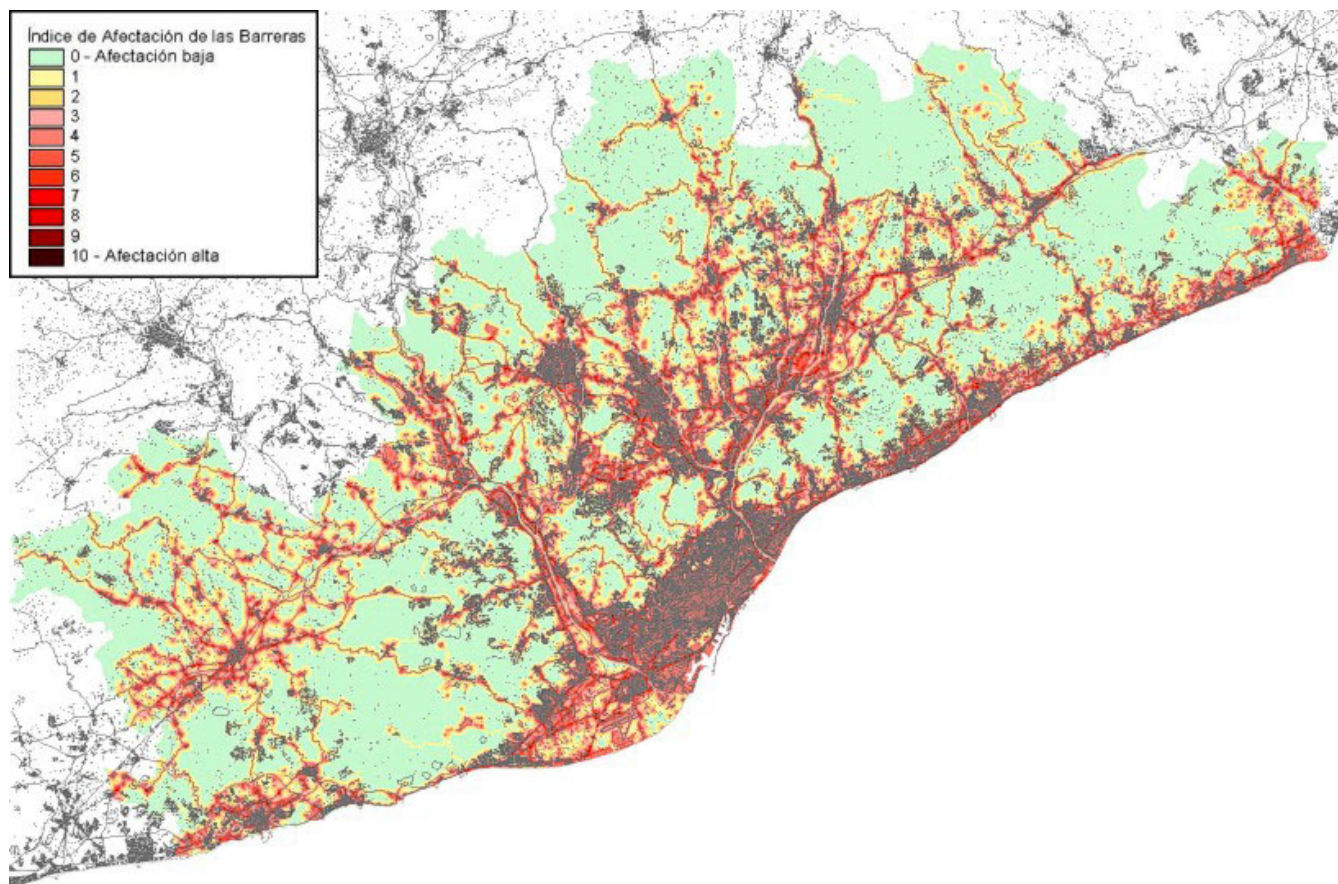
Mapa 1. Espacios naturales protegidos en el Área Metropolitana de Barcelona.



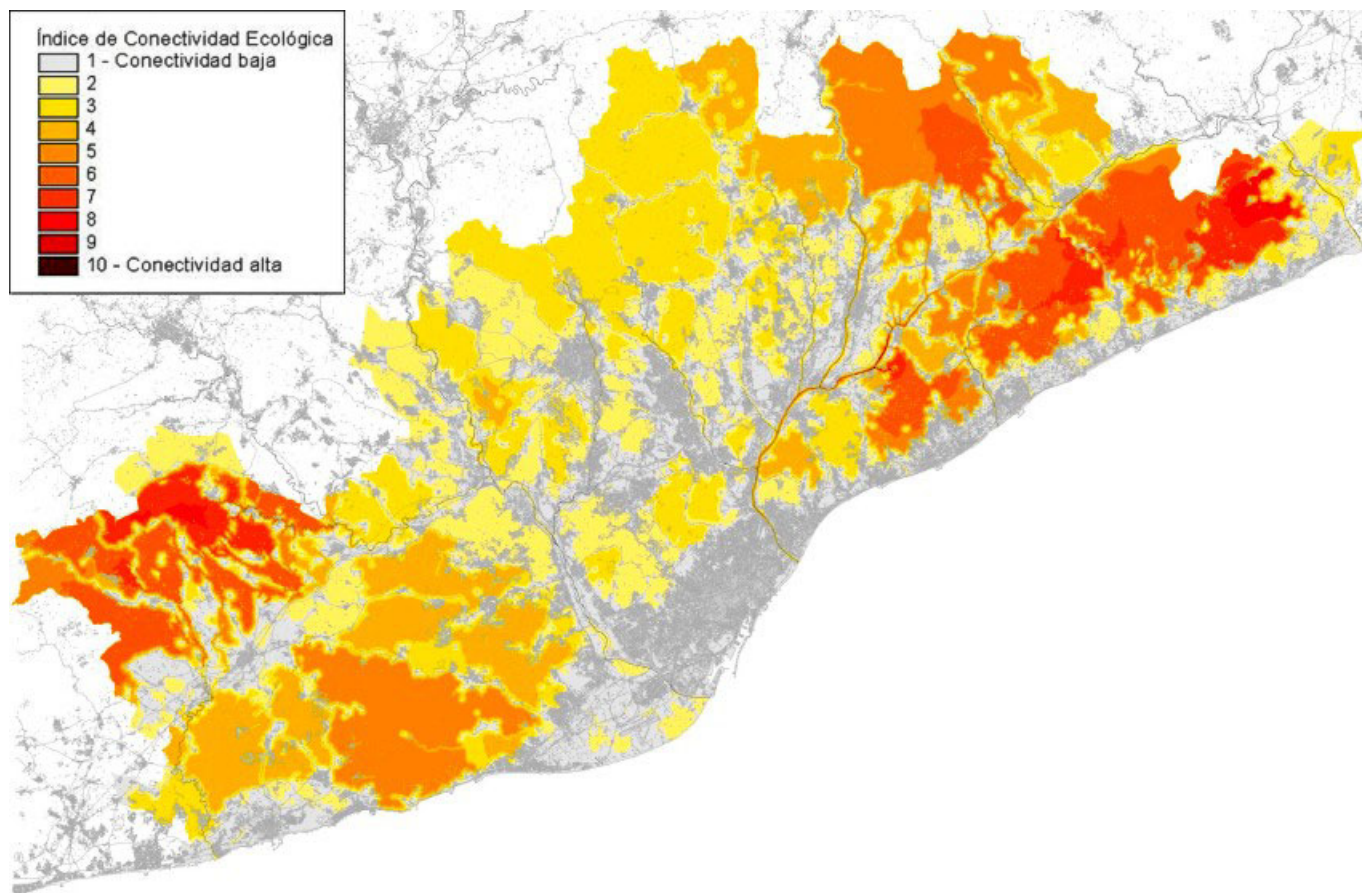
Mapa 2. Áreas ecológicas funcionales según un análisis topológico de los usos del suelo.



Mapa 3. Áreas ecológicas fragmentadas en el Área Metropolitana de Barcelona.



Mapa 4. Índice de Afectación de la Barreras (IAB) en el Área Metropolitana de Barcelona.



Mapa 5. Índice de Conectividad Ecológica (ICE) en el Área Metropolitana de Barcelona.